

北京平原区元素的大气干湿沉降通量

丛 源, 陈岳龙, 杨忠芳, 侯青叶, 王洪翠

CONG Yuan, CHEN Yue-long, YANG Zhong-fang, HOU Qing-ye, WANG Hong-cui

中国地质大学(北京)地球科学与资源学院, 北京 100083

School of Earth Science and Mineral Resources, China University of Geosciences, Beijing 100083, China

摘要:从2005年11月到2006年11月,采用被动方式同时采集了北京市平原区10个地点的大气干、湿沉降样品共计39件。分析干、湿沉降样品中K、Na、Ca、Mg、Cd、Hg、Pb、As、B、Mo、Mn、Zn、Cu、Cr、Ni元素的含量,分别计算出各元素的年沉降通量。其中,有害金属元素Cd、Hg、Pb、As的年沉降通量的平均值分别为2.36、0.24、219.95、29.00(g/hm²·a)。对比后发现,研究区大气中Cd和Hg的年输入通量远远低于四川成都经济区,Cd和Hg的大气污染状况相对南方地区较轻,As和Pb的年输入通量相对成都经济区差异较小。研究区元素的大气沉降通量与同点位的土壤元素的相关分析表明,元素的沉降通量并不是农田生态系统中土壤元素的主要输入途径,大气沉降中的元素主要来自远源。

关键词:大气干湿沉降;沉降通量;金属元素;土壤元素;北京市平原区

中图分类号:S151.9⁺3

文献标志码:A

文章编号:1671-2552(2008)02-0257-08

Cong Y, Chen Y L, Yang Z F, Hou Q Y, Wang H C. Dry and wet atmospheric deposition fluxes of elements in the Plain area of Beijing Municipality, China. *Geological Bulletin of China*, 2008, 27(2):257-264

Abstract: From November 2005 to November 2006, 39 samples of dry and wet atmospheric deposition were collected from ten sites in the Plain area of Beijing Municipality. The samples were filtered and divided into soluble and insoluble fractions and analyzed for K, Na, Ca, Mg, Cd, Hg, Pb, As, B, Mo, Mn, Zn, Cu, Cr and Ni contents. The annual deposition fluxes of the 15 elements were calculated respectively. Of these elements, the average deposition fluxes of the harmful heavy metal elements Cd, Hg, Pb and As are 2.36, 0.24, 219.95 and 29.00 g/hm²·a respectively. Comparison of the deposition fluxes of the heavy metal elements shows that: the annual loadings of Cd and Hg in the atmosphere in the study area are far lower than those in the Chengdu economic area, Sichuan; the Cd and Hg pollution in the atmosphere is weaker than in southern China; and the annual loadings of As and Pb have little difference as compared with the Chengdu economic area. Correlation analysis of the deposition flux of elements in the atmosphere and that in soils at the same site in the study area shows that the element deposition fluxes are not the main input way of the elements in soils in the farmland ecosystem, and the elements in atmospheric fallouts came mainly from distal sources.

Key words: dry and wet atmospheric deposition; deposition flux; metal element; soil element; Plain area of Beijing Municipality

从1999年开始启动的中国多目标地球化学调查项目,至今已取得了许多重大的研究成果,为国家区域性经济战略调整和工农业可持续发展提供了必不可少的科学依据^[1-5]。大气干湿沉降是农田生态系统中异常元素的重要来源,但到目前为止北京地区针对大气干湿沉降的研究很少,且主要聚焦在颗

粒物、气溶胶和降尘方面^[6-10],对于农田区生态系统的大气干、湿沉降没有做过系统的研究。本次研究采用被动采样方式同时收集全年的大气干、湿沉降资料,从而得到了年沉降通量数据,研究范围包括整个北京市所辖的平原区。

作为全国的政治、经济和文化中心,北京的工

收稿日期:2007-07-04;修订日期:2007-11-23

地调项目:中国地质调查局项目《北京市农业生态地球化学评价》(编号:13100)资助。

作者简介:丛源(1980-),女,在读博士,环境地球化学专业。E-mail:cong yuan97@sohu.com

业比较发达。近年来,随着城市化进程的加快,北京受机动车增长速度快、资源约束加剧、区域生态退化等因素的影响,环境问题日益严重,大气环境质量日趋下降,从2000年至今,北京市的大气污染治理一直是环境污染治理的核心^[1]。2007年是奥运会筹备工作的决战之年,大气污染防治工作进入关键阶段,所以本研究具有与时俱进的特点,为积极推进实施“新北京、新奥运”战略构想,营造良好的大气环境提供必不可少的科学依据。

本文采集了北京市平原区不同地点的大气干、湿沉降样品,计算出各元素的年沉降通量,及由此而引起的同点位的土壤元素的含量变化,并探讨了两者之间的相关关系。

1 实验材料和方法

(1)样品的采集

本次研究样点的布置以不同行政区为依据,采用湿法,按照10个样/10⁴km²接收干湿沉降样品。选择口径45.5 cm的缸,用10%(V/V)的HCl浸泡24 h,然后用去离子水洗干净后盖好。将缸放置在距地面约10 m的屋顶开阔平台上,固定好,避开烟囱、交通道路等点、线污染源。接收大气干湿沉降周期为1个季度,接收时间为1年。样品的监测地点及描述分别见表1和图1。

(2)样品的前期处理

将从各地采回的样品静置2~5天,用虹吸法分别取上清液,用于分析非金属、多金属和Hg的含量,并

给出元素的含量和总量。悬浊液和沉积物用0.45 μm的聚酯纤维滤膜全部过滤,沉淀物风干或在60℃下烘干,按照土壤样品的分析方法分析所有元素。

(3)样品的分析

经过前期处理的样品,由安徽省地质实验中心严格按照《区域生态地球化学评价技术要求》和《生态地球化学评价样品分析技术要求》采用ICP光谱仪、原子荧光光度计和ICP-MS仪器进行检测。测试的项目包括干、湿沉降样品中的K、Na、Ca、Mg、Cd、Hg、Pb、As、B、Mo、Mn、Zn、Cu、Cr、Ni元素,其中溶液样品(湿沉降)的检出限:B、Mo、Mn、Zn、Cu、Cr、Ni为0.001 mg/L,K、Ca、Na、Mg为0.01 mg/L,Hg为0.001 μg/L,As、Cd、Pb为0.01 μg/L;沉淀物样品(干沉降)的检出限:B、Mo、Mn、Zn、Cu、As、Cd、Pb、Cr、Ni为0.01 μg/g,K、Ca、Na、Mg为0.01 mg/g,Hg为0.001μg/g。采用国家一级标准物质进行质量监控。所有ΔlgC都小于规范设定的允许限,达到准确度合格率100%的要求。原始分析数据与重复性检验数据之间的相对双差允许限RD≤40%为合格。合格率要求达到80%。

2 结果与讨论

2.1 采样点的元素年沉降通量

样品经过处理后分为可溶部分(湿沉降)和不可溶部分(干沉降),经过测试得到15个元素的含量数据(溶液的浓度和沉淀物的质量分数),据此得出降尘缸各元素的年总沉降量(表2)。计算公式如下:

表1 北京平原区大气干湿沉降监测点的特征
Table 1 Descriptions of monitoring sites of dry and wet atmospheric deposition in the Plain area of Beijing Municipality

监测点	监测时间	监测点类型	监测点周围的环境描述
昌平	2005.11—2006.11	近郊区	平原农耕区,四周开阔,无化工厂等污染源
海淀	2005.11—2006.11	近郊区	平原农耕区,四周开阔,无化工厂等污染源
大兴	2005.11—2006.11	近郊区	平原农耕区,四周开阔,无化工厂等污染源
通州	2005.11—2006.11	远郊区	平原农耕区,四周开阔,无化工厂等污染源
房山	2005.11—2006.11	远郊区	平原农耕区,四周开阔,无化工厂等污染源
顺义	2005.11—2006.11	远郊区	平原农耕区,四周开阔,无化工厂等污染源
平谷	2005.11—2006.11	远郊区	平原农耕区,四周开阔,无化工厂等污染源
延庆	2005.11—2006.11	远郊区	平原农耕区,四周开阔,无化工厂等污染源
怀柔	2005.11—2006.11	远郊区	山前平原区,四周开阔,无工业污染源
密云	2005.11—2006.11	远郊区	平原农耕区,四周开阔,无化工厂等污染源

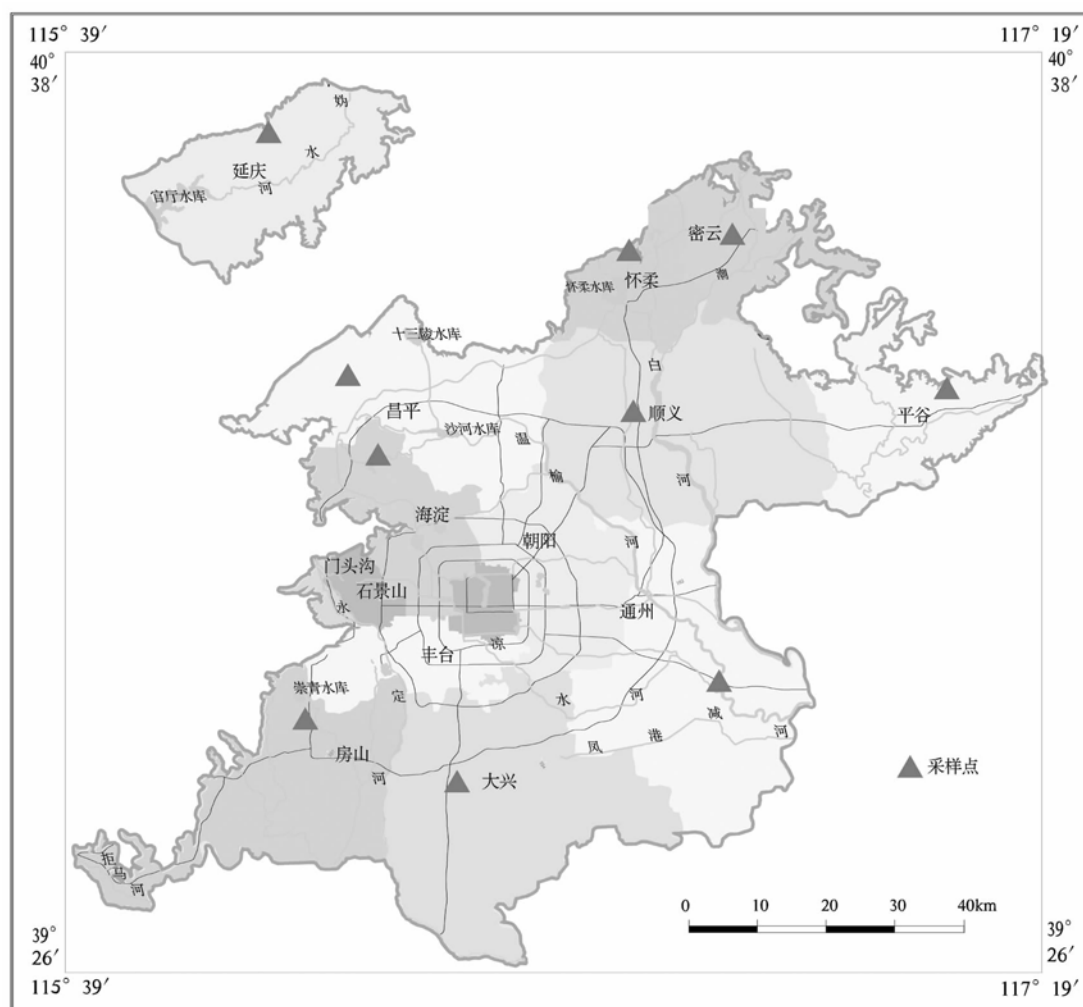


图1 北京市平原区大气干湿沉降监测点的位置

Fig. 1 Monitoring sites of dry and wet atmospheric deposition in the Plain area of Beijing Municipality

$$M=Q/S=Q_{\text{干}}/S+Q_{\text{湿}}/S$$

式中, M 为年沉降通量 ($\text{g}/\text{hm}^2 \cdot \text{a}$); S 为采样面积 (cm^2); Q 为沉降总量 (g/a); $Q_{\text{湿}}$ 为湿沉降的年沉降量 (g/a); $Q_{\text{干}}$ 为干沉降的年沉降量 (g/a)。降尘缸内径为 45.5 cm, 计算面积 S 为 1625.15 cm^2 。

从表 2 中可以看出, 碱金属、碱土金属元素的年沉降通量明显较高, Ca 的年沉降通量最高可达 $154986.92 \text{ g}/\text{hm}^2 \cdot \text{a}$, 平均值为 $92640.09 \text{ g}/\text{hm}^2 \cdot \text{a}$, 远远高出 Hg 、 Pb 、 As 、 Cd 等重金属元素的年沉降通量; Cu 、 Mo 、 Zn 、 B 微量营养元素的年沉降量相对较低, 但是 Cu 、 Zn 同时又是重金属元素, 年沉降通量的均值分别为 $141.95 \text{ g}/\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ 、 $544.92 \text{ g}/\text{hm}^2 \cdot \text{a}$, 应当引起注意; 重金属元素 Hg 的年沉降量最低, 平均值为

$0.24 \text{ g}/\text{hm}^2 \cdot \text{a}$, 甚至低于微量营养元素 Mo 的年沉降量均值 $6.61 \text{ g}/\text{hm}^2 \cdot \text{a}$, 这是因为 Hg 在常温下呈液态且易挥发。

通过比较采样点的干沉降和湿沉降中元素的年沉降通量的平均值和比值 (图 2 和图 3) 可以看出, 绝大多数元素以不溶状态存在于沉降样品中, Ca 的溶解部分大于沉淀部分, 质量分数比值大于 1, Cd 的溶解部分与沉淀部分几乎相等, 所以质量分数比值约等于 1, 其余元素的溶解部分与沉淀部分的质量分数比值都小于 1。

无论是湿沉降还是干沉降, K 、 Na 、 Ca 、 Mg 等常量元素和 Cd 、 Hg 、 Pb 、 As 等有害、微量元素主要都存在于固相中。

表2 北京市平原区大气干湿沉降元素年沉降通量
Table 2 Annual deposition fluxes of various elements in the dry and wet
atmospheric deposition in the Plain area of Beijing Municipality

地区	Zn	Pb	Cd	K	Na	Ca	Mg	Cr	Ni	Hg	As	Cu	B	Mo	Mn
昌平	783.85	456.93	1.87	51800.96	38779.95	154986.92	58818.72	176.83	137.87	0.29	42.77	176.76	191.59	6.10	1800.41
海淀	630.55	189.78	2.73	42242.82	30736.75	127864.37	46934.63	145.02	82.47	0.29	38.23	162.67	141.37	8.19	1669.83
大兴	588.08	301.97	1.95	29029.09	23831.79	86698.55	21476.15	111.63	53.03	0.18	21.30	144.14	104.01	3.20	1142.18
通州	529.00	161.45	5.36	46530.06	35621.36	110297.11	37533.19	168.26	78.96	0.31	32.67	145.68	176.20	6.32	1430.28
房山	551.46	348.85	3.22	24271.39	12903.85	74503.21	21539.00	93.10	60.90	0.40	26.87	170.29	88.97	4.29	694.41
顺义	405.85	235.72	1.51	23960.79	17228.17	83272.47	25358.48	97.29	57.91	0.15	31.98	138.05	102.96	7.12	986.96
平谷	406.38	131.96	0.93	27644.21	17409.16	79372.06	35881.33	111.23	48.47	0.18	20.57	108.37	93.29	10.72	822.23
延庆	525.61	134.50	1.99	14245.02	9360.45	48897.54	13985.95	44.78	25.36	0.10	17.16	73.47	63.18	6.80	581.82
怀柔	476.11	115.07	2.51	22972.95	15294.93	74645.27	27429.00	88.11	44.80	0.21	28.85	123.67	115.13	8.36	497.09
密云	552.34	123.24	1.49	50147.71	36203.38	85863.39	34669.63	149.24	70.37	0.25	29.63	176.41	130.43	4.96	1490.42
最小值	405.85	115.07	0.93	14245.02	9360.45	48897.54	13985.95	44.78	25.36	0.10	17.16	73.47	63.18	3.20	497.09
最大值	783.85	456.93	5.36	51800.96	38779.95	154986.92	58818.72	176.83	137.87	0.40	42.77	176.76	191.59	10.72	1800.41
平均值	544.92	219.95	2.36	33284.50	23736.98	92640.09	32362.61	118.55	66.01	0.24	29.00	141.95	120.71	6.61	1111.56
标准差	110.69	115.22	1.25	13207.08	10799.49	30460.97	13347.80	40.93	30.35	0.87	7.98	33.03	39.89	2.18	467.10

注:单位为g/hm²·a

2.2 不同地区大气沉降元素通量比较

在不同的采样点,元素大气干湿沉降的年沉降通量差异较大。从图4中可以看出,Cd、Hg、Pb和As在各地区年沉降通量的表现为,Pb:昌平>房山>大兴>顺义>海淀>通州>延庆>平谷>密云>怀柔>大兴>平谷>顺义>延庆;As:昌平>海淀>通州>顺义>密云>怀柔>房山>大兴>平谷>延庆;Cd:通州>房山>海淀>怀柔>延庆>大兴>昌平>顺义>密云>平谷。K、Na、Ca、Mg等元素在各地区的大气沉降通量表现出与Hg、Pb和As有类似的规律,说明元素的沉降量具有一致性。

对比研究发现(表3),不同地区(国家)的重金属元素的大气沉降通量由于经济发展模式和产业结构类型不同而各不相同,对大气的影响也有所差异。太原相对较高的重金属元素沉降通量与以煤炭为主要能源的重工业结构有关^[2];比利时的重金属元素大气沉降通量则主要与工业发达、多污染源有关^[3]。与四川成都经济区重金属元素大气沉降通量相比,北京市平原区10个采样点的大气中Cd和Hg的年输入通量远远低于四川成都经济区,Cd和Hg的大气污染

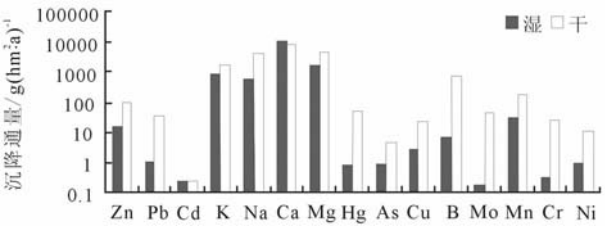


图2 大气沉降中元素的干沉降与湿沉降的对比
Fig. 2 Comparison of the wet and dry fractions of the elements in atmospheric fallouts

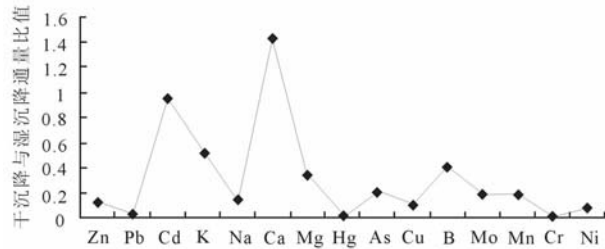


图3 大气沉降中元素湿沉降与干沉降的比值
Fig. 3 Ratio of the wet to dry fractions of the elements in atmospheric fallouts

状况相对南方地区较轻;As和Pb的年输入通量相对成都经济区差异较小,但是大气的污染状况并不容

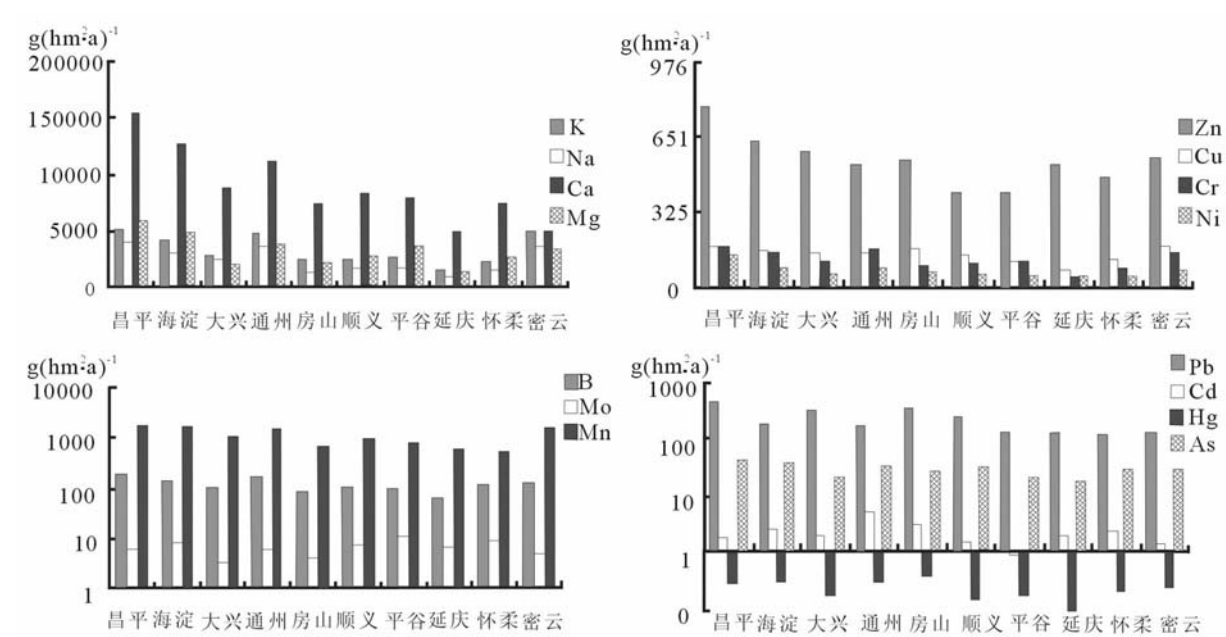


图4 北京市平原区不同地区的各元素沉降通量对比
Fig. 4 Comparison of deposition fluxes of various elements in different areas
in the Plain area of Beijing Municipality

乐观。研究结果表明^[14],煤烟尘中特征性最强的元素是Se和Hg,特征性较强的元素为Cd、Ni,所以Cd和Hg的低年输入通量可能与1998年以来北京地区开始限值高硫煤的使用,推广使用低硫煤和天然气有关。研究区的Cd、Hg、Pb、As的年输入通量分布特征(图5)与各地的工业产业布局模式具有较好的对应

关系,通过实际调研发现,北京的南部、东南部、西部和北部的昌平区是高新技术产业和先进制造业的中心,所以这些地区的Cd、Hg、Pb、As的年输入通量相对其他地区较高。值得注意的是,在北京市的工业产业结构中,黑色金属冶炼压延业、非金属矿物制造业、石油加工及炼焦业仍占有一部分比重,而汽车尾

表3 不同地区大气中As、Cd、Hg和Pb沉降通量的对比
Table 3 Comparison of atmospheric deposition fluxes
of As, Cd, Hg and Pb in different areas

地区	As	Cd	Hg	Pb	地区	As	Cd	Hg	Pb
昌平	42.77	1.87	0.29	456.93	成都 ⁽¹⁾	49.36	40.4	1.82	1066.8
海淀	38.23	2.73	0.29	189.78	德阳 ⁽²⁾	62.42	24.78	1.56	550.5
大兴	21.3	1.95	0.18	301.97	乐山 ⁽³⁾	41.16	15.58	1.44	51.6
通州	32.67	5.36	0.31	161.45	眉山 ⁽⁴⁾	18.46	14.19	0.71	356.4
房山	26.87	3.22	0.40	348.85	绵阳 ⁽⁵⁾	17.15	13.32	0.62	211.1
顺义	31.98	1.51	0.15	235.72	雅安 ⁽⁶⁾	6.94	8.24	0.49	255.9
平谷	20.57	0.93	0.18	131.96	太原 ⁽⁷⁾		6.34	4.48	349.4
延庆	17.16	1.99	0.10	134.5	比利时 ⁽⁸⁾	15	19		250
怀柔	28.85	2.51	0.21	115.07					
密云	29.63	1.49	0.25	123.24					

注:(1)~(6)的数据引自参考文献[14],(7)的数据引自参考文献[12],(8)的数据引自参考文献[13]

气中特征性最强的元素为Pb,冶金尘中特征性较强的元素为Zn、As^[14],说明北京地区汽车尾气和冶金尘的释放对大气的污染仍较为严重。

2.3 元素沉降通量对相应的土壤元素含量的影响

大气沉降已成为土壤重金属元素污染的一个重要来源,随着人们对健康和周围环境的日益关注,国内外的许多学者都致力于大气沉降中有害重金属元素的研究^[15-24]。大气沉降通量对了解元素的地球化学循环过程有重要的意义。

为了研究大气沉降对土壤元素含量的影响,笔者计算了由大气沉降输入导致的同点位的土壤元素的实际含量。假设大气沉降中元素的净输入总量全部落在厚度为20 cm的耕层土壤中,每公顷质量约为 $225\times 10^4\text{kg}$,利用2个单元混合的数学模型,计算得出全区土壤中元素的含量变化(表4)。

Kloke^[25]研究发现,工业发达国家大气降尘对土壤系统中重金属元素累积的贡献率在各种外源输入因子中排在首位。在波兰上西里斯克工业区,每昼夜

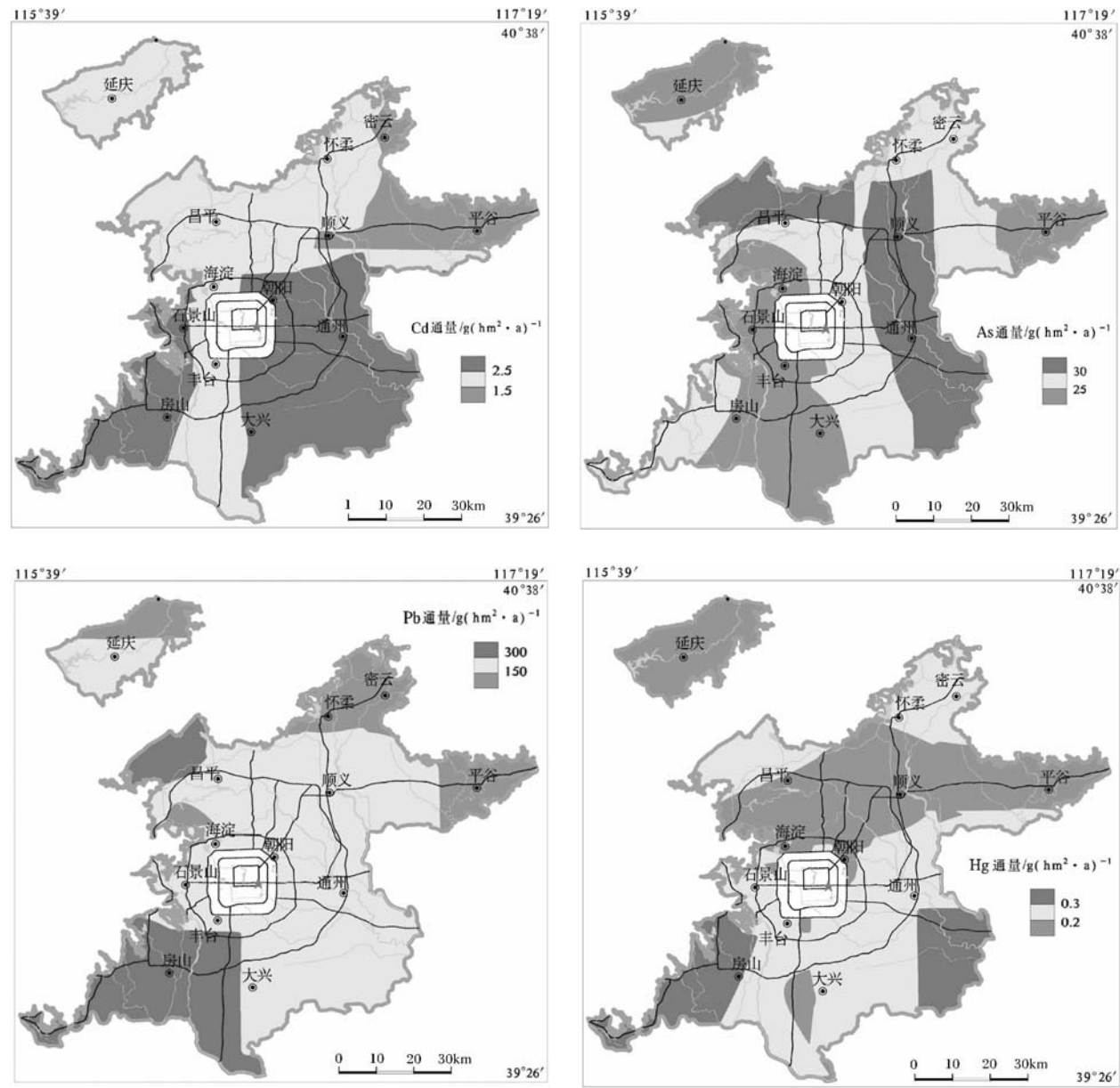


图5 北京市平原区Cd、Hg、Pb、As有害元素年沉降通量地球化学图
Fig. 5 Geochemical map of annual deposition fluxes of the harmful elements Cd, Hg, Pb and As in the Plain area of Beijing Municipality

表4 大气沉降通量引起的同点位土壤中元素含量的变化^①

Table 4 Variation in content of elements in soils at the same sampling site caused by dry and wet atmospheric deposition

地区	Zn	Pb	Cd	Hg	As	K	Na	Ca	Mg	Cu	B	Mo	Mn	Fe	Cr
昌平	0.24	0.05	0.25	0.07	6.34	-7.26	-9.28	-4.64	-12.87	0.03	0.03	1.36	0.08	-9.78	0.02
海淀	0.22	0.06	0.19	0.04	6.58	-4.98	-3.94	6000.49	-0.15	0.05	0.01	2.85	0.04	-9.80	0.05
大兴	0.10	0.04	0.17	0.06	2.60	-3.74	-5.17	-10.63	-2.98	0.05	0.01	0.79	0.16	-2.80	0.01
通州	0.17	0.05	0.25	0.09	2.02	-6.15	-2.45	41953.14	-6.56	0.04	0.02	1.96	0.00	-12.97	0.06
房山	0.15	0.06	0.13	0.06	-6.13	-3.68	-3.65	-14194.20	-1.72	0.06	0.01	1.54	-0.09	-5.29	0.03
顺义	0.20	0.06	0.26	0.04	8.66	-3.94	-3.21	-15297.87	-0.41	0.04	0.02	2.06	0.10	-0.52	0.03
平谷	0.16	0.04	0.21	0.02	3.44	-3.56	-2.12	-0.27	0.04	0.03	0.00	0.86	-0.02	-6.25	0.04
延庆	0.08	0.03	0.13	-0.04	3.23	-1.08	-1.26	-13.99	-6.18	0.03	0.01	1.57	0.07	-0.32	0.02
怀柔	0.13	0.11	0.20	0.05	4.20	-4.64	-5.45	1.15	1.45	0.04	0.01	3.12	-0.14	-9.44	0.02
密云	0.14	0.06	0.28	0.04	7.15	-9.26	-12.74	-1.88	2.14	0.05	0.03	1.26	0.09	0.47	0.14

注: Cd、Hg、As、Mo 的含量为 ng/g; 其他元素的含量为 μg/g

的降尘量可高达3000 mg/m³以上, 导致大量的硫酸盐、Pb、Zn、Cu等在土壤中累积。从表4中可以看出, 研究区大气沉降中重金属元素Cd、Hg、Pb、As等对土壤中元素含量的影响极其微小, 在土壤的表层中没有累积, 这主要与本地污染源的减少和产业结构的调整有关。为了创建绿色奥运, 改善大气环境质量, 截至2005年底, 北京启动了首钢搬迁工作, 关停了一批重点污染企业, 高新技术产业成为目前北京市工业发展的主要格局, 对空气的污染较以前相对减小。

对K、Na和Mg主量元素而言, 土壤中元素受到的影响也较小。但是土壤中Ca的含量受到了较大的影响, 房山、顺义两地区由于大气沉降中Ca的含量较低, 并未影响土壤中元素含量的增加, 相反减小, 净减量分别为14194.20 μg/g和15297.87 μg/g; 通州和海淀地区土壤中Ca含量的净增量相对较高, 特别是通州地区尤为突出, 净增量高达41953.14 μg/g。

文倩等^[26]对新疆和田地区大气降尘对土壤作用的研究结果表明: 降尘对土壤肥力有影响。俄罗斯和日本的一些学者也发现^[27], 降尘在一定程度上为植物的生长提供了潜在的养分来源。而研究区的营养元素Cu、Zn、B、Mo、Mn对同点位土壤中元素含量的影响相对较小。

为了进一步探讨大气中元素的沉降通量与同点位土壤中元素的含量之间的关系, 笔者利用SPSS软件进行了相关性分析(表5)。结果表明, Mn的沉降通量与同点位土壤中元素的含量具有0.05水平的显著

表5 大气中元素的沉降通量与同点位土壤中元素含量的相关性

Table 5 Correlation between deposition fluxes of elements in the atmosphere and content of the sample elements in soils at the same sampling site

元素	相关系数	显著性水平
Zn	0.211	0.558
Pb	0.512	0.130
Cd	-0.144	0.346
K	0.136	0.354
Na	0.364	0.151
Ca	-0.220	0.271
Mg	0.031	0.466
Cr	-0.175	0.629
Ni	-0.182	0.615
Hg	-0.117	0.747
As	-0.108	0.384
Cu	0.058	0.874
B	-0.048	0.447
Mo	0.241	0.252
Mn	-0.653	0.020

相关, 相关系数为0.020, 其他元素的年沉降通量与土壤元素的含量相关性极低。这一方面说明外源的输入途径中大气沉降不是主要的, 并未引起土壤中元素含量的显著变化, 可能与土壤中元素的含量受成壤母质、风化作用、土壤矿物组成特性及人为活动的外源影响等多种因素的控制有关; 另一方面说明研究区大气沉降中的元素主要来自远源, 在样品采集期间,

尤其是2006年爆发了17次沙尘天气,是2000年以来北京地区爆发沙尘暴最为严重的一年,仅4月16日1次沙尘暴天气落尘量就达到了 $33.6 \times 10^4 \text{t}^{[28]}$,大量的外源降尘在一定程度上掩盖了本地物质来源的贡献。

3 结 论

(1)碱金属、碱土金属元素的年沉降通量明显较高。除了Ca之外,K、Na、Mg等常量元素和Zn、Cd、Hg、Pb、As等有害元素、微量元素主要以不溶状态存在于沉降样品中。

(2)对比不同地区元素的沉降通量,研究区的Cd、Hg、Pb、As的年输入通量分布特征与采样点的工业产业布局模式具有较好的对应关系。

(3)元素的沉降通量与同点位土壤中元素含量的相关分析表明,大气干湿沉降并不是农田生态系统中土壤元素的主要输入途径,大气沉降中的元素主要来自远源。

由于本次研究中只考虑了大气的干湿沉降对农田生态系统的影响,没有考虑化肥和灌溉水的输入对农田生态系统的影响,所以在下一步的工作中,笔者将对这2个方面进行详细的研究。

致谢:在工作过程中得到中国地质大学(北京)地球化学教研室老师、同学的悉心指导和北京市地质调查研究院领导的大力支持,在此表示衷心的感谢!

参考文献:

- [1]谢学锦.多目标地球化学填图:一个可能获得重大原始创新的地质调查项目(代序)[J].地质通报,2005,24(8):文前.
- [2]谢学锦.地球化学填图的历史发展[J].地质通报,2007,26(11):1399-1404.
- [3]杨忠芳,成杭新,陈岳龙,等.进入21世纪的勘查地球化学:对生态地球化学的展望[J].地学前缘,2004,11(2):600-605.
- [4]杨忠芳,奚小环,成杭新,等.区域生态地球化学评价思路及建议[J].地质通报,2005,24(8):687-693.
- [5]杨忠芳,余涛,冯海艳,等.区域生态地球化学评价数据的统计方法[J].地质通报,2007,26(11):1405-1412.
- [6]迟旭光,段凤魁,董树屏,等.北京大气颗粒物中有机碳和元素碳的浓度水平和季节变化[J].中国环境监测,2000,16(3):190-194.
- [7]周福民,邵可声,胡敏,等.北京大气气溶胶部分无机组分及相关气体的浓度变化[J].环境科学,2002,23(1):196-201.
- [8]徐宏辉,王跃思,温天雪,等.北京大气气溶胶中水溶性离子的粒径分布和垂直分布[J].环境科学,2007,28(1):177-183.
- [9]杨复沫,贺克斌,马永亮,等.北京大气细粒子PM_{2.5}的化学组成[J].清华大学学报(自然科学版),2002,42(12):182-186.
- [10]陈永桥,张逸,王章玮,等.北京市不同区域大气气溶胶粒子中水溶性离子的特征[J].环境化学,2004,23(6):211-218.
- [11]北京市环保局.北京市2006年大气环境质量公报[R].2006.
- [12]张乃明.大气沉降对土壤重金属累积的影响[J].土壤与环境,2001,10(2):91-93.
- [13]李天杰.土壤环境学[M].北京:高等教育出版社,1995:112-113.
- [14]汤奇峰,杨忠芳,张本仁,等.成都经济区As等元素大气干湿沉降通量及来源研究[J].地学前缘,2007,14(3):186-196.
- [15]王跃,陈惠忠.西北四城镇大气粉尘重金属元素研究[J].城市环境与城市生态,1996,9(4):25-28.
- [16]陈天虎,冯军会,张宇,等.合肥市大气颗粒物组成及其环境指示意义[J].岩石矿物学杂志,2001,20(4):433-436.
- [17]杨水秀.贵阳市大气降尘中某些金属元素分布状况初探[J].贵州环保科技,2002,8(1):13-17.
- [18]Golomb D, Ryan D, Eby N, et al. Atmospheric deposition of toxics onto Massachusetts Bay. 1. Metals [J]. Atmospheric Environment, 1997,1:1349-1359.
- [19]Migon C, Journel B, Nicolas E. Measurement of trace metal wet, dry and total atmospheric fluxes over the Ligurian Sea [J]. Atmos. Environ.,1997,31:889-896.
- [20]Vukmirovic Z, Marendic Miljkovic J, Rajacic S, et al. Resuspension of trace metals in Belgrade under conditions of drastically reduced emission levels[J]. Water Air Soil Pollut.,1997, 93:137-156.
- [21]Injuk J, Van Grieken R, De Leeuw G. Deposition of atmospheric trace element into the North Sea: Coastal, ship, platform measurements and model predictions[J]. Atmos.Environ., 1998,32:3011-3025.
- [22]Garnaud S, Mouchel J-M, Chebbo G, et al. Heavy metal concentrations in dry and wet atmospheric deposits in Paris district: comparison with urban runoff[J]. Sci. Total Environ.,1999,235:235-245.
- [23]Bilos C, Colombo J C, Skorupka C N, et al. Sources, distribution and variability of airborne trace metals in La Plata City area, Argentina[J]. Environ.Pollut., 2001,111:149-158.
- [24]Lawlor A J, Tipping E. Metals in bulk deposition and surface water at two upland locations in northern England[J]. Environ. Pollut., 2003, 121:153-167.
- [25]Kloke A Saverbeck.Changing metal cycles and human health [M]. Berlin:Springer-verlag,1984:113-141.
- [26]文倩,关欣,崔卫国,等.和田地区大气降尘对土壤作用的研究[J].干旱区研究,2002,19(3):1-5.
- [27]Neffleton W D, Peterson F F,Wilding L P. Pedogenesis and Soil Taxonomy[M]. Elsevier Amsterdam-oxford-New York, 1983:165-214.
- [28]中国气象局.中国沙尘年鉴[R].2006.
- ① 张梓楠.北京市农田生态系统土壤背景值研究.中国地质大学(北京)本科生论文,2007.